



5º CONGRESO FORESTAL
ESPAÑOL

5º Congreso Forestal Español

Montes y sociedad: Saber qué hacer.

REF.: 5CFE01-058

Editores: S.E.C.F. - Junta de Castilla y León
Ávila, 21 a 25 de septiembre de 2009
ISBN: 978-84-936854-6-1
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

El abandono del manejo tradicional aumenta la diversidad arbórea en los sabinares albares

OLANO MENDOZA, J.M.¹, ROZAS ORTIZ, V.², ZAVALA GIRONÉS, M.A.³, SANZ CRESPO, A.⁴, YAGÜE DE MIGUEL, L.⁵, RUIZ BENITO, P.³ & PINILLOS HERRERO, F.⁴

¹Laboratorio de Botánica, EUI Agrarias de Soria, Universidad de Valladolid, Los Pajaritos s/n, 42004 Soria

²Departamento de Ecología, CINAM de Lourizán, Xunta de Galicia, Apdo. 127, 36080 Pontevedra

³CIFOR-INIA, Ctra. de la Coruña Km 7,5. 28040 Madrid

⁴Cesefor. Fundación Centro de Servicios y Promoción Forestal y de su Industria de Castilla y León, Polígono Industrial Las Casas, Calle C, Parcela 4, 42005 Soria

⁵ASOPIVA, Anselmo de la Orden, 30. Abejar, Soria

Resumen

En este trabajo se analizan los cambios en la composición específica en los sabinares albares de Castilla y León entre 1992 y 2002, a partir de datos obtenidos del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional. Se observa un aumento significativo de la riqueza y diversidad de especies arbóreas, con un descenso notable de los sabinares puros (tasa media del 2,21% anual) por la irrupción de diferentes especies de pinos y quercíneas. La entrada de estas especies está mediada por la presencia de fuentes próximas de semillas y es menor en los sabinares ubicados a mayor altitud. Paralelamente, la sabina albar está penetrando en otras formaciones forestales a una tasa del 0,6% anual. Se discute la importancia de los posibles factores desencadenantes de estos cambios.

Palabras clave

Juniperus thurifera, cambio global, Inventario Forestal Nacional, fuente de semillas.

1. Introducción

Existe un consenso generalizado de que el cambio climático va a suponer una modificación de las áreas de distribución de las especies. De hecho, estos cambios ya se han detectado en el patrón de distribución de especies con gran movilidad como aves y mariposas (Wilson et al. 2007) e incluso para especies sésiles de larga vida como los árboles (Thuiller et al. 2003; Peñuelas et al. 2007). No cabe duda que los efectos generados por el cambio climático van a ser mucho más complejos que los simples desplazamientos de las áreas de distribución: modificaciones de las interacciones bióticas, variación en la capacidad competitiva en un entorno de mayor dióxido de carbono o incluso la aparición de nuevas combinaciones climáticas (Ohlemueller et al. 2006, Williams y Jackson, 2007).

En la mayor parte del Sur de Europa se ha pasado en las últimas décadas de una agricultura tradicional dirigida al autoabastecimiento y basada en una mano de obra intensiva a una agricultura mecanizada y orientada al mercado. Este proceso ha generado un cambio dramático en el uso del espacio (Debussche y Lepart 1992, Gellrich et al. 2007; Rutherford et al. 2008) con la intensificación de la actividad agraria en los suelos más fértiles y productivos, mientras extensas superficies de tierras marginales han sido abandonadas. En consecuencia, los antiguos terrenos agrarios en zonas de montaña, explotados tanto por la agricultura tradicional como por la ganadería extensiva, están sufriendo una profunda modificación como consecuencia de la activación de la sucesión secundaria (Chauchard et al. 2007; Albert et al. 2008). Esto está ocurriendo en un escenario de cambio climático por lo

cual se debe hacer un esfuerzo especial en diferencias los efectos debidos al cambio climático y a los cambios de manejo (Corcuera et al. 2006, Gehrig-Fasel et al. 2007).

Si bien los bosques abiertos fueron comunes en la mayor parte del territorio europeo desde el medievo (Kirby y Watkins 1998), su relevancia ha decaído considerablemente a lo largo del pasado siglo. Sin embargo, la importancia de este tipo de uso se mantiene en los paisajes mediterráneos, donde las formaciones adehesadas son un elemento fundamental del aprovechamiento agrario (Tárrega et al. 2009), particularmente en terrenos donde la pobreza del suelo limita el desarrollo de la agricultura. Las formaciones adehesadas se han manejado desde una perspectiva multifuncional, combinando ganadería extensiva, corta de ramas, caza e incluso agricultura (Linares 2006). En este escenario, la ganadería tenía un papel central, ya que mantenía la estructura abierta del paisaje, siendo frecuentemente la actividad de mayor relevancia económica. En muchas áreas de España el paulatino abandono de la ganadería extensiva, así como de otros usos tradicionales como la roza y el carboneo, están conduciendo al progresivo cierre de estas formaciones.

Los bosques de sabina albar (*Juniperus thurifera*) son dominantes en áreas de montaña poco pobladas del interior peninsular (Blanco et al. 1997). Los sabinares albares suelen configurar dehesas que se manejaban mediante ganadería extensiva combinada con el aprovechamiento de la madera como combustible o elemento constructivo. La despoblación de muchas de estas áreas ha conducido a un abandono de estos usos tradicionales, con el consiguiente aumento en la regeneración de las sabinas, desarrollo del estrato arbustivo, pérdida de calidad de los pastos e incluso la irrupción de otras especies arbóreas más competitivas (Gauquelin et al. 1999).

El reclutamiento de la sabina ha sido tradicionalmente controlado mediante el pastoreo, de modo que los pulsos de establecimiento coinciden con descensos del uso ganadero (Olano et al. 2008, Rozas et al. 2008). Este proceso se ha descrito con detalle recientemente, incluyendo un mecanismo de facilitación de la sabina a pinos y quercíneas (DeSoto et al. en prensa) que promueve la irrupción de estas especies cuando se reduce o cesa la ganadería. Paralelamente, del Río y Penas (2006) han predicho una eventual reducción del actual área ocupada por los sabinares a lo largo del presente siglo, debido a la entrada de especies caducifolias en sus localidades con mayor precipitación. Si bien en ambos casos la predicción es una reducción del área ocupada por estas formaciones, existe una discrepancia en los mecanismos implicados y, en particular, en el efecto de los factores bióticos frente a los abióticos. Por otra parte, todo este tipo de procesos estarían modulados por la disponibilidad de propágulos de las especies implicadas (Guisan y Thuiller 2005), especialmente en el caso de los sabinares que constituyen formaciones monoespecíficas de gran extensión.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es describir el proceso de invasión de los sabinares albares por otras especies y evaluar el rol de los cambios de manejo, los factores climáticos y la disponibilidad de propágulos en este fenómeno. Para ello empleamos datos relativos a la composición específica y abundancia de pies arbóreos provenientes del segundo y tercer inventario forestal nacional (IFN) en Castilla y León. Las preguntas específicas son a) ¿Cómo está cambiando la diversidad arbórea de los bosques de sabina albar? b) ¿Cuál es la tasa de invasión de otros árboles? c) ¿Cuál es la contribución relativa de los factores bióticos (disponibilidad de propágulos, abundancia de la ganadería) y abióticos (clima, fisiografía) en este proceso de invasión de las formaciones monoespecíficas?

3. Metodología

3.1 Especie y área de estudio

La sabina albar es un árbol longevo endémico del Mediterráneo Occidental. Sus poblaciones más importantes ocupan zonas de clima continental en España y Marruecos (Blanco et al. 1997). Existen poblaciones relictas de extensión reducida en los Alpes y Pirineos franceses, Córcega y Argelia, posiblemente restos de una distribución más extensa en el pasado. Los análisis genéticos sugieren un origen en Asia menor, habiendo llegado al Mediterráneo Occidental mediante migraciones a través de Europa Central durante el Holoceno (Jiménez et al. 2003; Terrab et al. 2008). Suele configurar formaciones abiertas que se han manejado tradicionalmente en un sistema tipo dehesa, con los pastos utilizados por cabras y ovejas y los pies aislados usados como una fuente de madera y de ramón para el ganado (Blanco et al. 1997). Estas prácticas se han mantenido hasta hace relativamente poco en la mayor parte de su área de distribución. Sin embargo, durante el último tercio del siglo pasado las transformaciones socioeconómicas han conllevado un cese de los usos tradicionales. Es necesario destacar que los sabinares albares están incluidos dentro de la Directiva Hábitat como hábitat prioritario (European Community 1992).

Nuestro trabajo se centra en la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Esta Comunidad Autónoma alberga un cuarto del área de distribución mundial de esta especie. La mayor parte de los sabinares se concentran en la mitad oriental de la región en altitudes entre los 900 y los 1250 m, bajo clima mediterráneo continental, sobre suelos someros y pedregosos, generalmente calizos.

El IFN consiste en un inventario sistemático de parcelas permanentes distribuidas en una malla de 1×1 km en áreas boscosas. En cada parcela se anotan los árboles presentes en función de su diámetro a la altura del pecho (dap) y su distancia al centro de la parcela: los árboles de dap entre 7.5-12.5 cm se miden en un radio de 5 m; de 15 m para aquellos de dap entre 22.5-42.5 cm y de 25 m para dap > 42.5 cm. Este tipo de muestreo permite la estima de la densidad de pies para cada una de las especies presentes en la parcela. Simultáneamente, se toma información acerca del patrón de regeneración en parcelas de menor tamaño. En nuestro caso utilizamos la información referente a pies menores (dap mayor de 2.5 cm y altura superior a 1.3 m). En nuestro área de estudio el IFN-2 tuvo lugar fundamentalmente durante 1992 y el IFN-3 durante 2002, por lo que se analiza un periodo total de diez años.

Se seleccionaron aquellas parcelas que fueron muestreadas en ambos inventarios y contenían algún individuo adulto de sabina albar en, al menos, uno de los inventarios. Descartamos aquellas parcelas donde la ubicación del inventario en 1992 no fue localizada con total seguridad en 2002. La muestra analizada incluye 659 parcelas. En cada parcela se tomó la siguiente información: coordenadas UTM, densidad de pies por especies y término municipal. Mediante un modelo digital del terreno obtuvimos datos relativos a pendiente, orientación y altitud. Obtuvimos datos climáticos para cada localidad a partir de series de temperatura y precipitación interpoladas mediante el programa “Estclima” (Sánchez-Palomares et al. 1999). Para los análisis se utilizó un grupo reducido de parámetros climáticos: temperatura de julio, temperatura de enero, precipitación de primavera, índice de continentalidad de Gorczinsky y un índice de Mediterraneidad (Im-3) (Rivas-Martínez 1987).

Para evaluar el impacto de la variación de las cargas ganaderas en los patrones de establecimiento de los árboles se empleo el Censo Agrario del Instituto Nacional de Estadística. Se obtuvo el número de cabras y ovejas por municipio para 1982 (primer año con información desagregada a este nivel de detalle) y 1999. El INE proporcionó también información referente a población por municipio en 1961 y 1999. Por último, a partir de los datos del IFN-2 se generó una variable que cuantificó la importancia de la fuente de propágulos más próxima. Se calculó la distancia más próxima entre cada parcela de sabinar monoespecífico y el inventario de IFN-2 que incluyese algún pie mayor de pino (pinosemilla), quercúnea (quercussemilla) o el menor de ambos (árbolsemilla).

3.3 *Análisis de los datos*

Se establecieron cuatro tipos de parcelas en función de la dominancia de sabina albar: a) Parcelas con sólo sabina, sabinas puros; b) Parcelas con otras especies arbóreas, pero con más del 10% de los pies correspondientes a la sabina, sabinas mixtos; c) Parcelas en que la sabina suponen menos del 10% de los pies, parcelas con sabina y d) Parcelas sin sabina.

Se calculó una matriz de transición (Caswell 1989) para describir el cambio temporal entre las diferentes clases de parcelas para el periodo estudiado de 10 años. El cambio en riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon (Magurran 1989) entre el IFN-2 y el IFN-3 se compararon mediante un test no paramétrico de Wilcoxon para datos pareados. También se evaluó para las especies más abundantes el cambio en el porcentaje de parcelas ocupadas y la densidad media de pies por parcela ocupada.

Se empleó un modelo logístico con el fin de determinar qué factores predicen mejor la invasión de los sabinas puros. Para ello se incluyó el conjunto de sabinas puros en el IFN-2. Establecimos cuatro grupos de variables predictoras: 1) datos climáticos (temperatura de julio, temperatura de diciembre, precipitación de primavera, índice de continentalidad de Goreczinsky e índice de mediterraneidad), 2) fisiográficas (altitud, pendiente y orientación), 3) de manejo: población en 1999/(población en 1961+1)), ganado (número de ovejas y cabras en 1999)/(número de ovejas y cabras en 1982+1)) y 4) disponibilidad de fuente de semillas (pinosemilla, quercussemilla y árbolsemilla). Las variables se incluyeron de modo secuencial en el modelo basándonos en su significación global medida mediante el criterio de Akaike (ΔAIC). Este proceso se desarrolló de modo iterativo hasta que no se apreció una mejora significativa del modelo ($\Delta AIC < 2$). Los análisis estadísticos se desarrollaron en el entorno R (R Development Core Team 2007).

Mediante un análisis de redundancia (RDA) se testó si existía variación en el espacio climático entre las parcelas ocupadas por encinas y quejigos en 1992 y las colonizadas en 2002. Para cada especie preparamos una matriz de datos, incluyendo las variables ambientales medidas con anterioridad y todas las parcelas donde se encontraron las especies invasoras en alguna de las fechas de muestreo. Del mismo modo se generó una matriz de datos por especie indicando la presencia de encinas o quejigos en 1992. Dicha matriz se utilizó para constreñir la matriz climática correspondiente. La variación total explicada por la matriz de constricción se estimó a partir del valor del eje canónico extraído (Borcard et al. 1992). La validez de esta relación se estimó mediante un test de permutaciones de Monte Carlo entre las dos matrices de datos (999 randomizaciones). Se empleó el autovalor canónico para construir un estadístico de F-ratio (ter Braak 1990). Este análisis se realizó con el programa CANOCO para Windows v. 4.0 (ter Braak and Smilauer 1997).

Se evaluó la presencia de pies menores en las parcelas de regeneración como un modo de anticipar las tendencias futuras. Mediante un test de ji-cuadrado se observó la asociación entre invasión en el período 1992-2002 con la presencia de pies menores en 1992. Finalmente, calculamos el porcentaje de sabinas puros, tanto en 1992 como en 2002, que incluían otra especie arbórea en forma de pies menores.

La presencia de un patrón espacial en la distribución de los sabinas puros, tanto en 1992 como en 2002 se testó mediante el índice de autocorrelación I de Moran (Legendre and Legendre 1998). Este test fue calculado a intervalos regulares de 1 km. Con el fin de evaluar la variación temporal de la intensidad de agregación de los sabinas puros, se calculó el índice I de modo secuencial hasta que apareciese un valor no significativo, empleando un test de randomización con 999 permutaciones. El nivel de significación se fijó en $P < 0.05$, ajustada para comparaciones múltiples mediante el test de Bonferroni (Legendre y Legendre 1998). Tanto los índices I de Moran, como su significación se calcularon con el programa Rookcase (Sawada 1999).

4. Resultados

La mayoría de las parcelas estudiadas correspondían a sabinas puros (62.7% en 1992 y 48.5% en 2002), con un porcentaje más reducido de sabinas mixtos (30.3% en 1992 y 38.5% en 2002) y unas pocas parcelas con presencia de sabina (6.9% en 1992 y 13 % en 2002). La matriz de transición mostraba una clara tendencia al incremento de los sabinas mixtos a costa de los sabinas puros y las parcelas con sabina (Fig. 1), además de una importante incorporación de nuevas parcelas colonizadas por la sabina y mixtas. Tanto la riqueza específica de especies arbóreas (1.47 en 1992, 1.71 en 2002, $Z=-11.648$, $P<0.0001$), como la diversidad (0.199 en 1992, 0.317 en 2002, $Z=-10.404$, $P<0.0001$) aumentaron significativamente durante el periodo de estudio.

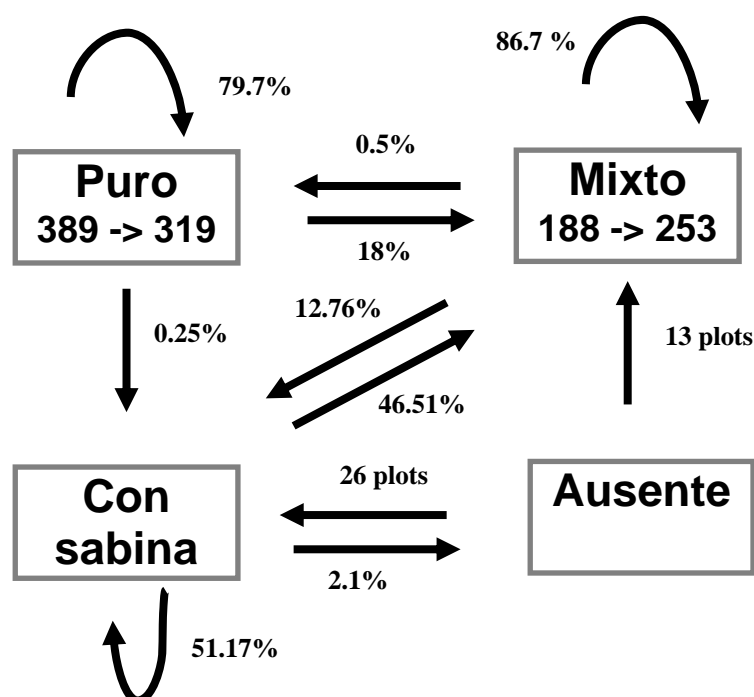


Figura 1: Matriz de transición entre las diferentes clases de parcelas de sabinar. Las flechas indican el porcentaje de cambio entre las diferentes clases entre 1992 y 2002. En el caso de la categoría ausente sólo se considera el número de nuevas parcelas del IFN II colonizadas en el IFN III

El aumento de la riqueza y la diversidad se deben a una rápida colonización de los sabinars por quercíneas (*Quercus ilex* L. y *Q. faginea* Lam.) y en menor medida, a la entrada de pinos (*Pinus pinaster* Ait, *P. sylvestris* L. y *P. nigra* Arnold) (Tab. 1). El número de pies de estas especies se incrementó de manera notoria, desde un 13.63% para *Pinus nigra* a 52.42% para *P. sylvestris*. El número medio de pies por parcela ocupada se reduce en el quejigo y el pino laricio, pero se incrementa en el resto de las especies. La sabina albar aumentó notablemente tanto su número de pies, como su densidad media por parcela ocupada que pasó de 197 a 220 pies ha⁻¹ ($Z=-7.110$, $P<0.001$).

Tabla 1: Lugares ocupados, número y densidad de pies por parcela ocupada en 1992 y tasa de cambio entre 1992 y 2002

	Parcelas 1992	% cambio	Número de pies 1992	% cambio	Pies por ha 1992	% cambio
<i>Juniperus thurifera</i>	620	6.13%	122,382	22.46%	197	15.38%
<i>Pinus nigra</i>	49	22.45%	17,405	13.63%	370	-10.99%
<i>Pinus pinaster</i>	92	11.96%	12,857	36.14%	139	21.60%
<i>Pinus sylvestris</i>	50	21.95%	4,370	52.42%	106	24.98%
<i>Quercus ilex</i>	111	36.94%	36,427	13.63%	328	12.48%
<i>Quercus faginea</i>	34	50.00%	8,489	19.86%	249	-20.10%

El número de parcelas que tenían exclusivamente sabina albar se redujo de 389 a 319 (17.99% de las parcelas, tasa anual de 2.21% parcelas año⁻¹). Dado que todas las parcelas seguían teniendo sabina albar en 2002, el motivo de este declive no es otro que la colonización por otras especies arbóreas. Este proceso pudo explicarse parcialmente mediante un modelo logístico (Tab. 2). El riesgo de invasión mostraba una relación directa con la disponibilidad de propágulos (distancia al punto más próximo con pino o quercínea), negativamente con la altitud y positivamente con el descenso de la población humana, si bien esta última variable no era significativa.

Tabla 2: Resultados del modelo logístico

	gl Deviance	Resid.	gl	Residual Dev	P
Constante			375	349.34	
Árbolsemilla	1	12.58	374	336.77	<0.001
Altitud	1	7.58	373	329.18	0.01
Población	1	2.42	372	326.77	0.12

Un 8.2% de los sabinars puros ya incluían pies menores de otras especies en 1992. La presencia de estas especies en los sabinars puros estaba muy relacionada con la tasa de invasión (31% en parcelas que fueron invadidas, 3% en sabinars que se mantuvieron puros, Ji-cuadrado=58.8, gl. 1, $P<0.001$). En 2002 la presencia de pies menores de otras especies había aumentado hasta un 12.6% de los sabinars que se mantenían monoespecíficos (un 51.5% en los invadidos entre 1992 y 2002).

No existían diferencias en el espacio climático multivariante entre las parcelas invadidas en 2002 y las que estaban ocupadas en 1992: *Q. ilex* ($F=0.169$ $P=0.199$) y *Q. faginea* ($F=0.72$ $P=0.419$). Los sabinares puros mostraron un patrón agregado, si bien se observa un leve descenso en el tamaño del parche, que desciende de 6 km en 1992 a 5 km en 2002 (Fig. 2).

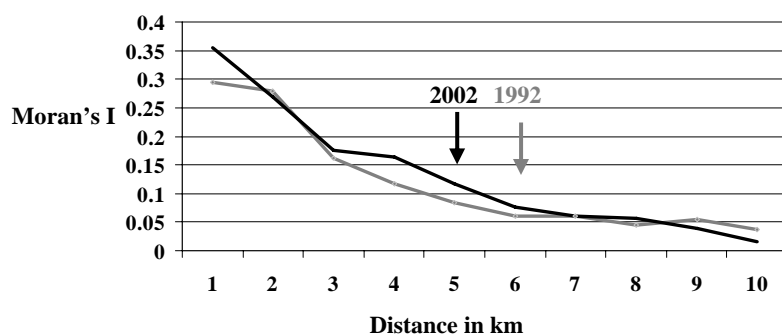


Figura 2: Correlograma de la I de Moran de con la distribución espacial de los sabinares puros. Las flechas indican el tamaño de mancha. En nivel de significación es menor que 0.05 tras el ajuste con la corrección de Bonferroni. La situación en IFN-3 (2002) está en negro y en gris para el IFN-2 (1992). Los valores del eje de abscisas indican el límite superior de la clase de distancia

5. Discusión

Las formaciones de *Juniperus thurifera* son fundamentalmente monoespecíficas, ya que ésta es la única especie arbórea en la mayor parte de las parcelas en las que aparece. Sin embargo, la tendencia a la entrada de otras especies arbóreas en sus dominios puede hacer que esta aseveración no sea cierta en un futuro próximo. La tasa anual de declive de los sabinares puros en el periodo estudiado se sitúa en un nada despreciable 2.21 %. Este fenómeno ocurre a lo largo de toda el área estudiada, que es nada menos que un cuarto de la distribución mundial de la especie.

Tanto la generalización del fenómeno como su sincronía hacen pensar en la existencia de un factor causal relacionado con el cambio global. El carácter monoespecífico de los sabinares se ha relacionado con las duras condiciones climáticas que los suelos someros y el duro clima continental imponen a otras especies arbóreas. En este contexto, la invasión de los sabinares por pinos y quercíneas se podrían interpretar como el resultado de una expansión de sus hábitats a consecuencia de una atenuación de las condiciones climáticas, fenómeno que ya se ha descrito para otras especies arbóreas en la Península Ibérica (Peñuelas et al. 2007). Sin embargo, la ausencia de diferencias en las condiciones climáticas de las localidades invadidas y las ocupadas previamente por los principales colonizadores (encina y quejigo) y la heterogeneidad en los requerimientos climáticos de los distintos colonizadores no apoyan la hipótesis climática. Por otro lado, DeSoto et al. (en prensa) han descrito que los pinos y quercíneas que invadían un sabinar puro, mostraban tasas de crecimiento radial muy superiores a las sabinas, lo que aporta un soporte adicional contra la limitación climática de estas especies. Este hecho no es sorprendente, ya que la distribución de una gran proporción

de las especies arbóreas europeas está limitada por factores ajenos al clima (Svenning y Skov 2004).

El abandono del manejo tradicional y en particular el descenso de la presión ganadera se ha relacionado con la activación de la sucesión secundaria y densificación en los ecotonos del límite altitudinal del bosque (Cairns y Moen 2004; Battllori y Gutiérrez 2008; Vittoz et al. 2008). El descenso de los niveles de herbivoría se ha relacionado con el aumento del reclutamiento de la sabina (Blanco et al. 1997), proliferación del matorral, descenso en la calidad de los pastos y potencialmente el desplazamiento de la sabina por otras especies arbóreas (Gauquelin et al. 1999). Estudios previos muestran que los pulsos en el reclutamiento de la sabina albar coinciden con descensos en la carga ganadera (Olano et al. 2008) y un trabajo reciente describe la invasión de pinos y quercíneas en un contexto de descenso de la ganadería (DeSoto et al. *en prensa*). A pesar de estas evidencias, el cambio en la densidad de la ganadería entre 1982 y 1999 no se ha incluido en el modelo. Esto puede ser consecuencia de la baja calidad de los datos, por estar basados en entrevistas que no diferencian entre ganadería extensiva y ganado estabulado. Además, la ventana temporal puede ser demasiado corta, ya que se espera un retardo superior a 15 años entre la reducción de la ganadería y el establecimiento efectivo (tamaño mínimo de 7.5 cm de dap), y no disponemos de censos ganaderos lo suficientemente antiguos. Por otra parte, la presión efectiva ejercida por el ganado dentro de una localidad puede mostrar una fuerte heterogeneidad espacial. Finalmente, el efecto de la ganadería sobre la estructura forestal, depende no sólo del número de cabezas, sino también del tipo de manejo. En este sentido, cabe destacar el abandono de la corta de ramón (Rozas et al. 2008) y, particularmente, la generalización de la suplementación con piensos durante los períodos críticos, lo que ha reducido la necesidad de suplementos procedentes de especies leñosas durante los periodos de escasez alimenticia.

Una vez se han relajado las limitaciones más importantes para el establecimiento de otras especies arbóreas, la disponibilidad de propágulos modula el ritmo de la invasión. Esto hace que la invasión se concentre en los sabinares puros de menor tamaño o en los márgenes de los más extensos. La creciente presencia de pies menores en los sabinares puros sugiere que este proceso se está acelerando a medida que los colonizadores alcanzan la madurez y se convierten en fuentes de semillas. En un trabajo reciente Svenning y Skov (2007) redujeron las estimaciones de las tasas de migración postglacial de los árboles europeos a menos de 100 metros por año. Consecuentemente, es muy posible que las condiciones, tanto bióticas como abióticas, sean actualmente óptimas para el establecimiento de otras especies arbóreas en gran parte del territorio de los sabinares albares en Castilla y León y que sólo sea una cuestión de tiempo que estos bosques alcancen una estructura mixta.

El hecho de que los procesos de invasión sean más frecuentes en las parcelas situadas a menor altitud puede estar relacionado con el predominio de los sabinares albares en parameras elevadas donde la llegada de otras especies puede ser más difícil. La altitud es una variable muy compleja altamente correlacionada con numerosas variables climáticas, aunque el modelo la incluye en lugar de otros factores climáticos, sugiriendo la preponderancia del componente fisiográfico. En todo caso, los sabinares albares están siendo invadidos en su margen más seco y térmico.

La invasión de los sabinares por quercíneas y pinos es parte de un proceso más generalizado. Mientras la sabina albar pierde su dominancia relativa en sus áreas más puras, se está expandiendo a otras zonas forestales a una tasa cuando menos moderada (0.6% por

año). En todo caso, esta estimación es bastante conservadora, ya que sólo se ha considerado su entrada en zonas forestadas, sin considerar la colonización por la sabina en campos abandonados, fenómeno característico de la dinámica de esta especie. En todo caso, la llegada de propágulos de sabina a otras áreas forestales no es un fenómeno nuevo, por cuanto sus arcéstidas, con una gran capacidad de dispersión ya que son comidas por diferentes especies de zorzales (Santos y Tellería 1999), han formado parte de la lluvia de semillas en los bosques circundantes. Por consiguiente, el establecimiento efectivo de la sabina que está ocurriendo en la actualidad es consecuencia de la desaparición de los factores que limitaban su establecimiento.

6. Conclusiones

Estamos asistiendo a la rápida transformación de los sabinares albares con un aumento de su densidad y diversidad arbórea y, paralelamente, a la entrada de la sabina albar en otros tipos de bosque. Considerando ambos procesos de modo conjunto, nos encontramos con una dilución de las fronteras entre formaciones forestales. Aunque el motor de cambio no ha podido ser identificado en nuestros análisis, los cambios en los patrones de manejo del territorio parecen los candidatos más plausibles. Las actividades tradicionales de carboneo, poda, trasmocho, corta de ramón, ganadería extensiva, siega... favorecían a una especie arbórea en concreto en cada localidad. Cuando dichas prácticas se modifican o desaparecen, los sistemas forestales quedan fuera de equilibrio y deben reorganizarse, difuminando las rígidas fronteras entre tipos de bosque. A pesar de que este proceso puede actualmente ser explicado sin tener en cuenta el cambio climático, no cabe duda que el clima condicionará en el futuro las ventanas de oportunidad para el reclutamiento (Camarero y Gutiérrez 2004), los patrones de mortalidad de los adultos y en general los fenómenos que modelan los procesos demográficos.

7. Agradecimientos

Rafael Alonso colaboró con el manejo del programa Estclima. David Francés nos asistió con el SIG. José Luis Sevillano y Carlos del Peso colaboraron con la base de datos. Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Castilla y León con el proyecto de investigación VA069A07.

8. Bibliografía

- ALBERT, C.H., THUILLER, W., LAVOREL, S., DAVIES, I.D. Y GARBOLINO, E. 2008. Land-use change and subalpine tree dynamics: colonization of *Larix decidua* in French subalpine grasslands. *J.Appl.Ecol.* 45: 659-669.
- BATLLORI, E. Y GUTIÉRREZ, E. 2008. Regional tree line dynamics in response to global change in the Pyrenees. *J. Ecol.* 96: 1275-1288.
- BLANCO, E., CASADO, M.A., COSTA, COMPRISING M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J.C., MORLA, C., REGATO, P. Y SAÍNZ, H. 1997. Los Bosques Ibéricos: Una interpretación geobotánica. Planeta, 572 pp. Madrid.
- BORCARD, D., LEGENDRE, P. Y DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 76: 2176-2183.

- CAIRNS, D.M. Y MOEN, J. 2004. Herbivory influences tree lines. *J. Ecol.* 92: 1019-1024.
- CAMARERO, J.J. Y GUTIÉRREZ, E. 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Clim. Change* 63: 181–200.
- CASWELL, H. 1989. *Matrix Population Models*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, 328 pp.
- CHAUCHARD, S., CARCAILLET, C. Y GUIBAL, F. 2007. Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems* 10: 936–948.
- CORCUERA, L., CAMARERO, J.J., SISO, S. Y GIL-PELEGRIN, E. 2006. Radial-growth and wood-anatomical changes in overaged *Quercus pyrenaica* coppice stands: functional responses in a new Mediterranean landscape. *Trees-Struct. Funct.* 20: 91-98.
- DEBUSSCHE, M. Y LEPART, J. 1992. Establishment of woody plants in mediterranean old fields: opportunity in space and time. *Landsc. Ecol.* 6: 133–145.
- DEL RIO, S. Y PENAS, A. 2006. Potential areas of evergreen forests in Castile and Leon (Spain) according to future climate change. *Phytocoenologia* 36: 45-66.
- DESOTO, L., OLANO, J. M., ROZAS, R., DE LA CRUZ, M. The release of *Juniperus thurifera* woodlands from herbivoremediated arrested succession in Spain. *Appl. Veg. Sci. en prensa*
- EUROPEAN COMMUNITY. 1992. Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. European Community, Official Journal L206, 22/07/1992, pp. 0007-0050.
- GAUQUELIN, T., BERTAUDIERE, V., MONTES, N., BADRI, W. Y ASMODOE, J.F. 1999. Endangered stands of thuriferous juniper in the western Mediterranean basin: ecological status, conservation and management. *Biodiv. Cons.* 8: 1479-1498.
- GEHRIG-FASEL, J., GUISAN, A. Y ZIMMERMANN, N.E. 2007. Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? *J.Veg.Sci.* 18: 571-582.
- GELLRICH, M., BAUR, P., KOCH, B., ZIMMERMANN N.E. 2007. Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains : A spatially explicit economic analysis. *Agric. Ecos. Env.* 118: 93-108.
- GUISAN, A. Y THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8: 993-1009.
- JIMÉNEZ, J.F., WERNER, O., SÁNCHEZ-GÓMEZ, P., FERNÁNDEZ, S. Y GUERRA, J. 2003. Genetic variations and migration pathway of *Juniperus thurifera* L. (Cupressaceae) in the western Mediterranean region. *Israel J. Plant Sci.* 51: 11–22.
- KIRBY, K.J. Y WATKINS, C. (1998) *The Ecological History of European Forests*, CAB International, Wallingford. 392 pp.

- LEGENDRE, P. Y LEGENDRE, L. 1998. Numerical ecology. Elsevier, 854 pp, Amsterdam.
- LINARES A.M. 2007 Forest planning and traditional knowledge in collective woodlands of Spain: The dehesa system. *For. Ecol. Manage.* 249: 71-79.
- MAGURRAN, A.E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Vedral, 200 pp. Barcelona.
- OHLEMUELLER, R., GRITTI, E. S., SYKES, M.T., THOMAS, C. D. (2006) Towards European climate risk surfaces: the extent and distribution of analogous and non-analogous climates 1931-2100 *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15: 395-405
- OLANO, J.M., ROZAS, V., BARTOLOMÉ, D. Y SANZ, D. 2008. Effects of changes in traditional management on height and radial growth patterns in a *Juniperus thurifera* L. woodland. *For. Ecol. Manage.* 255: 506–512.
- PEÑUELAS, J., OGAYA, R., BOADA, M. Y JUMP, A.S. 2007. Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain) *Ecography* 30: 829-837.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 268 pp. Madrid.
- ROZAS, V., OLANO, J.M., DESOTO, L. Y BARTOLOMÉ, D. 2008. Large-scale structural variation and long-term growth dynamics of *Juniperus thurifera* trees in a managed woodland in Soria, central Spain. *Ann. For. Sci.* 65: 809.
- RUTHERFORD, G.N., BEBI, P., EDWARDS, P.J., ZIMMERMANN, N.E. 2008. Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps. *Ecol. Model.* 212: 460-471.
- SÁNCHEZ-PALOMARES, O.; SÁNCHEZ-SERRANO, F. Y CARRETERO, M.P. 1999. Modelos y cartografía de estimaciones climáticas termopluviométricas para la España peninsular. INIA, col. Fuera de Serie. Madrid. 192 pp.
- SANTOS, T., TELLERÍA, J.L. Y VIRGOS, E. 1999. Dispersal of Spanish Juniper *Juniperus thurifera* by birds and mammals in a fragmented landscape. *Ecography* 22: 193-204
- SAWADA, M. 1999. ROOKCASE: An Excel 97/2000 Visual Basic (VB) Add-in for Exploring Global and Local Spatial Autocorrelation. *Bull. Ecol. Soc. Am.* 80: 231-234.
- TÁRREGA, R., CALVO, L., TABOADA, Á., GARCÍA-TEJERO, S. & MARCOS, E. 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa system: Effects on soil features and plant species richness and composition. *For. Ecol. Manage.* 257: 731-738
- TERRAB, A., SCHÖNSWETTER, P., TALAVERA, S., VELA, E. Y STUESSY, T.E. 2008. Range-wide phylogeography of *Juniperus thurifera* L., a presumptive keystone species of western Mediterranean vegetation during cold stages of the Pleistocene. *Mol. Phylog. Evol.* 48: 94-102.

- TER BRAAK, C.J.F. Y SMILAUER, P. 1997. Canoco for Windows version 4.0. Centre for Biometry Wageningen, Holanda, 153 pp. Wageningen.
- TER BRAAK, C.J.F. 1990. Update notes. CANOCO version 3.1. Microcomputer Power. 95 pp- Ithaca, New York.
- THUILLER, W., VAYREDA, J., PINO, J., LAVORELL, S., Y GRACIA, C. 2003. Large scale environmental correlates of forest tree distributions in Catalonia (NE Spain). Glob. Ecol. Biogeogr. 12: 313-325.
- VITTOZ, P., RULENCE, B., LARGEY, T. Y FRELÉCHOUX, F. 2008. Effects of climate and land-use change on the establishment and growth of cembra pine (*Pinus cembra* L.) over the altitudinal treeline ecotone in the central Swiss Alps. Arct. Antarct. Alp. Res. 40: 225-232.
- WILSON, R.J., GUTIÉRREZ, D., GUTIÉRREZ, J. Y MONSERRAT, V.J. 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. Glob. Change Biol. 13: 1873-1887.
- WILLIAMS, J.W. Y JACKSON, S.T. 2007. Novel climate, no-analog communities, and ecological surprises. Front. Ecol. Env. 9: 475-482.